

**FACULTAD DE CIENCIAS**  
**GRADO EN CIENCIAS DEL MAR**  
**TRABAJO FIN DE GRADO**  
**CURSO ACADÉMICO [2018-2019]**

TÍTULO:

**Evaluación del efecto de protección y frecuentación sobre el  
género *Patella* en la Reserva Marina de Tabarca.**

AUTOR:

**Mónica Sais Cambra**

## RESUMEN

Los ecosistemas costeros son los hábitats más degradados del planeta y por tanto, es importante evaluar el estado de conservación de los individuos que habitan en la zona intermareal. En este caso, se ha realizado un estudio sobre las lapas del género *Patella* debido a su importancia en las comunidades intermareales, ya que su sobreexplotación podría tener consecuencias significativas en el establecimiento de otros organismos. Hoy en día, el interés creciente sobre el uso de las áreas marinas protegidas para la conservación de los hábitats y de las comunidades marinas, las ha convertido en una de las principales herramientas para evitar la sobreexplotación de los recursos marinos. Por ello, se ha evaluado el efecto reserva comparando la abundancia y la talla de *P. rustica*, *P. caerulea* y *P. ulyssiponensis* en un área marina protegida, localizada en la Isla de Tabarca, con una zona control, localizada en el cabo de Santa Pola. La abundancia y la talla de estas especies han sido registradas mediante cuadrados de 40 x 40 cm durante febrero y abril, con un total de 72 réplicas. Los datos recopilados y analizados muestran que las lapas objetivo de este estudio presentan valores significativamente superiores de abundancia en la zona control. Sin embargo, en cuanto a la talla, el AMP presenta valores significativamente superiores. Estos resultados podrían explicarse debido a que el asentamiento en el AMP es más pobre y por tanto, los individuos necesitan tasas de supervivencia y de crecimiento más elevadas, lo que conlleva a valores bajos de abundancia. Además del hecho de que los individuos más pequeños son los más afectados por la depredación. Los resultados de la distribución de tallas, tanto en el AMP como en la zona control, muestran que las tallas entre 10 y 15 mm son las más frecuentes. Sin embargo, las tallas mayores a 40 mm fueron muy escasas para las especies objetivo, lo que podría tener consecuencias en el potencial reproductivo e incluso en los efectos ecológicos. De manera general, se puede afirmar que la Reserva Marina de Tabarca ejerce un efecto positivo sobre las especies de lapas estudiadas.

Palabras clave: “Patella”; “AMP”; “Lapa”; “Protección”

## ABSTRACT

The coastal ecosystem are the most degraded of our planet, and therefore it is important to evaluate the state of the species which live here. In this case we have done a research about limpets of the genus *Patella* for their importance in the intertidal community, as the exploitation could lead to significant consequences on several other species. Nowadays, the growing interest about the use of Marine Protected Areas (MPA) for the conservation of the marine habitats and communities, has converted them in one of the principal tools to avoid exploitation of marine resources. This is why, the reserve effect has been evaluated comparing abundance and size of *P. rustica*, *P. caerulea* and *P. ulyssiponensis* in a marine protected area, localized in *Isla de Tabarca*, comparing it to Cabo de Santa Pola, used as a control zone. Abundance and size of these species have been registrated using 40 x 40 cm squares during the months of February and April, counting a total of 72 replicas. The taken and analyzed data show that the abundance of this organisms in the control area are significantly larger. However, the size of the limpets is significantly larger in the MPA. These results could be explained by the MPA settlement being poorer and therefore the individuals need better conditions to live, which leeds to lower number of these individuals. Furthermore, the smaller samples are the ones more hunted by predators. The results on the size of these organisms show that sizes between 10 to 15 mm are the most common, while limpets larger than 40 mm are very rare, which could have consequences in the reproductive potential and even in ecologic matters. In general, we can affirm that the Tabarca Marine Reserve has a positive effect on the studied species of limpets.

Keywords: “Patella”; “AMP”; “Limpets”; “Protected”

# ÍNDICE

1. INTRODUCCIÓN .....	4
2. MATERIAL Y MÉTODOS.....	9
2.1. Área de estudio .....	9
2.2. Recolección de datos .....	12
2.3. Diseño experimental .....	14
2.4. Tratamiento de datos y análisis estadístico .....	15
3. RESULTADOS .....	17
3.1. Análisis de la abundancia .....	17
3.2. Análisis de la talla.....	20
3.3. Distribución de las tallas .....	23
4. DISCUSIÓN .....	27
5. CONCLUSIÓN.....	31
7. BIBLIOGRAFÍA .....	32
8. ANEXOS .....	41
8.1. Cronograma .....	41

## 1. INTRODUCCIÓN

Actualmente, la mayoría de la población humana se concentra cerca del mar (Worm *et al.*, 2006). Por este motivo, las áreas costeras están fuertemente expuestas a disturbios antropogénicos como la urbanización, la contaminación, la introducción de especies no autóctonas, la degradación del hábitat, la eutrofización, la navegación y la explotación de organismos marinos (Airolidi y Beck, 2007). La alteración de los ecosistemas costeros acaba perjudicando no solo a los beneficios que se extraen de los recursos del medio marino para una población humana en crecimiento, sino deteriorando además la estabilidad y potencial de recuperación de un medio en constante cambio (Worm *et al.*, 2006; Brander *et al.*, 2010). Hoy en día, la frecuencia, la intensidad y la duración de eventos extremos como olas de calor, sequías y tormentas están aumentando con el cambio climático. A medida que aumentan estos eventos, los organismos vivos se enfrentan a niveles crecientes de estrés ambiental que pueden afectar gravemente al funcionamiento de los sistemas biológicos, produciendo reducciones en el tamaño corporal, cambios en los rangos de distribución y en la fenología (Visser y Both, 2005; Durant *et al.*, 2007).

Se podría afirmar que los ecosistemas costeros son los hábitats más degradados del planeta, en concreto, las zonas intermareales (Thompson *et al.*, 2002). El impacto principal en ellas es la recolección de invertebrados como fuente de alimento. Cuando las recolecciones son intensas podrían afectar negativamente tanto a las especies objetivo como a las no objetivo y provocar cambios en la estructura de la comunidad intermareal (Ebenman y Jonsson, 2005). Además, como los humanos tienden a explotar principalmente a individuos grandes, la recolección puede reducir la talla promedio en poblaciones explotadas y hacer que su potencial reproductivo se vuelva negativo (Fenberg y Roy, 2008; Espinosa *et al.*, 2009). La reducción en la densidad de población de los moluscos sometidos a recolección puede ser de hasta un 90% (Keough *et al.*, 1993).

Evaluar la tasa de recolección de los moluscos es muy importante, ya que algunas especies recolectadas con frecuencia realizan un papel clave en el mantenimiento de la biodiversidad costera (Weber y Hawkins, 2002). Varios estudios han demostrado disminuciones en las poblaciones de lapa como consecuencia de la recolección humana (Ferraz *et al.*, 2001; Navarro *et al.*, 2005; Sagarin *et al.*, 2007; Fenberg y Roy, 2012), especialmente en áreas pobladas. Las lapas son gasterópodos marinos herbívoros que habitan en las costas rocosas de las zonas intermareales en diferentes grados de

exposición a las olas, y se consideran especies clave en estas comunidades (Prusina *et al.*, 2015), ya que al ser organismos que pastan, pueden mejorar o inhibir indirectamente el establecimiento de otros organismos (Power *et al.*, 1996). Por ejemplo, pueden disminuir la abundancia de algas o el reclutamiento de percebes como un efecto directo, y crear un efecto indirecto en varios grupos de organismos, como es la limitación de la cobertura de algas (Menge *et al.*, 2010). Además, contribuyen a crear espacios abiertos en las zonas donde habitan permitiendo así la coexistencia de muchas especies y aumentando la biodiversidad marina. Sin embargo, en algunos casos, la competencia con otras especies puede condicionar su distribución, ya que necesitan superficies donde el recubrimiento de otros organismos macroscópicos no sea elevado. Por otra parte, la estructura poblacional y su evolución también pueden ser modificadas por factores como la depredación. En etapas juveniles y en tallas medias están sometidas a una elevada mortandad de ejemplares debido a los principales depredadores del mesolitoral o infralitoral superior, como los cangrejos *Eriphia verrucosa* y *Pachygrapsus marmoratus* o el gasterópodo *Stramonita haemastoma*. Ocasionalmente, parece que también pueden ser depredadas por gaviotas u otras aves. En cambio, en etapas adultas, la mortandad disminuye debido no solo a la robustez de su concha y a la fuerza adhesiva de su pie, sino también por el recubrimiento de su concha con algas epizóicas y balanos, lo que facilita su camuflaje (Guallart y Templado, 2012).

Se alimentan de biopelículas microbianas compuestas principalmente de cianobacterias y microalgas, incluyendo diatomeas, esporas y otros propágulos de macroalgas e invertebrados (Jenkins *et al.*, 2005). En algunos casos, los adultos son muy sedentarios y solo se desplazan para alimentarse, recorriendo cortas distancias, preferiblemente con marea alta y durante la noche. Cuando los ejemplares terminan su actividad alimenticia, retornan al mismo lugar de reposo. Por ello, cada individuo deja una marca en la roca, ya que crece halo de algas calcáreas en el espacio situado entre la suela del pie y el borde de la concha. Como ocurre en muchas otras especies de invertebrados, su tamaño está correlacionado con los gradientes de productividad máxima (Bosman *et al.*, 1987), por lo que pueden alcanzar tamaños superiores a los 10 cm. Su reproducción es bastante peculiar, ya que se trata de una especie “hermafrodita protándrica”, en la que los individuos maduran primero como machos alcanzando su primera madurez sexual en su segundo año de vida y no se produce la inversión de sexo hasta el tercer o cuarto año de vida (Guallart *et al.*, 2010). Debido a la fertilización externa de las lapas, estas deben estar presentes en una densidad mínima para garantizar

una concentración suficiente de gametos en la columna de agua que permita la fertilización. Incluso hay especies que pueden modificar el tamaño en el que alcanzan el cambio de sexo en función de los parámetros de la población (Hockey y Branch, 1994).

En especies marinas, la incorporación de nuevos ejemplares juveniles a la población que tiene lugar cada año se denomina reclutamiento. El asentamiento de los juveniles al sustrato se produce tras una corta fase larvaria nadadora y tiene lugar en el mismo hábitat de los adultos (Guallart y Templado, 2012). La variación del reclutamiento de invertebrados marinos puede explicar el número de individuos que alcanzan la madurez, así como el potencial reproductivo. El reclutamiento es también un factor que influye en las fluctuaciones del tamaño poblacional, tanto dentro como entre años, así como en la estructura de edad de las poblaciones (Roughgarden *et al.*, 1985).

En el litoral de Alicante, el género *Patella* está representado por tres especies: *Patella caerulea*, *Patella ulyssiponensis* y *Patella rustica* (Mauro *et al.*, 2003). *P. caerulea* tiene una amplia distribución a lo largo de las costas mediterráneas, una alta densidad de población, una fase adulta sedentaria y una larga duración de larvas pelágicas (Dodd, 1957).



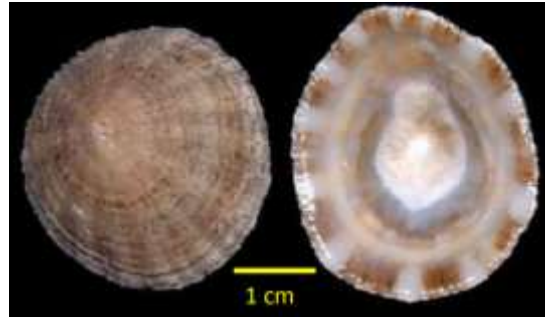
**Figura 1.** *Patella caerulea* (Nakhlé, 2003).

*P. ulyssiponensis* se distribuye por las costas mediterráneas y atlánticas, presenta una elevada susceptibilidad a la desecación y una falta de flexibilidad metabólica (Thompson, 1979).



**Figura 2.** *Patella ulyssiponensis* (Boumaza, 2014).

Por último, *P. rustica* habita en las costas mediterráneas y atlánticas y tiene una fuerte preferencia por las paredes verticales o superficies muy empinadas. La temperatura de la superficie del mar podría ser un factor determinante del éxito reproductivo y, por tanto, de su potencial de dispersión (Lima *et al.*, 2006).



**Figura 3.** *Patella rustica* (Le Neuthiec y Delemarre, 2003).

Como se ha dicho anteriormente, las tres especies se distribuyen simétricamente a lo largo de las costas rocosas del Mediterráneo, pero habitan en diferentes zonas verticales (Davies, 1969). *P. rustica* habita en la zona intermareal superior, en cambio, *P. caerulea* y *P. ulyssiponensis* en la parte baja de esta zona. En cuanto a la morfología, *P. rustica* se distingue fácilmente por presentar manchas marrones cerca del ápice de la concha, sin embargo, *P. caerulea* y *P. ulyssiponensis* son morfológicamente variables y, en algunas localidades mediterráneas, se superponen en la coloración y morfología de la concha (Sella *et al.*, 1993). La principal diferencia entre ellas es el color del pie, ya que el de *P. caerulea* es gris oscuro y el de *P. ulyssiponensis* amarillo (Cretella *et al.*, 1990).

Actualmente, no existe una solución estándar para proteger la biodiversidad marina y satisfacer las necesidades humanas de manera simultánea (McGowan *et al.*, 2018). Sin embargo, para contrarrestar la sobreexplotación de los recursos biológicos marinos, se han establecido Áreas Marinas Protegidas (AMP) en todo el mundo durante las últimas décadas. Las AMP son herramientas de gestión espacial para proteger los recursos naturales mediante la restricción o limitación de ciertas actividades humanas (Micheli *et al.*, 2004). Además, generan una protección denominada “efecto reserva”, que también permiten la recuperación de las especies explotadas en beneficio de la actividad pesquera fuera de los límites del AMP (Revenga y Laborda, 2016). Los estudios en AMP se han utilizado con frecuencia para ayudar a comprender las perturbaciones inducidas por el hombre en los procesos ecológicos y los efectos en las poblaciones y comunidades naturales (Moreno, 2001). Numerosos estudios, muestran que, en promedio, las medidas biológicas, como la biomasa, la densidad de población, el tamaño corporal y la riqueza de especies aumentan dentro de los límites de la reserva en



comparación con las zonas que reciben menos protección (Claudet *et al.*, 2008). Sin embargo, algunas AMP varían sus niveles de uso permitido, y por tanto, en algunos casos, es más difícil hacer generalizaciones sobre el resultado ecológico de la protección. Cabe destacar que la implementación de AMP por sí sola no es suficiente para la conservación de los recursos biológicos costeros, ya que las señales de recuperación de la población pueden depender no solo de los cambios en las condiciones ambientales, las características biológicas de las especies y el nivel de explotación, sino también del cumplimiento de las medidas de protección (Boersma y Parrish, 1999; Bianchi y Morri, 2000). Estudios recientes han demostrado que muchas áreas protegidas son poco efectivas (Edgar *et al.*, 2014). Esto nos permite determinar en qué medida la tasa de explotación real está afectando a las poblaciones locales y si las AMP existentes están brindando la protección para la cual fueron establecidas (Marra *et al.*, 2017).

La Reserva Marina de Tabarca se fundamentó en un aspecto científico, socio-económico y legislativo. Su principal objetivo es compatibilizar la conservación de la biodiversidad marina con una explotación racional de los recursos, mejorar los reclutamientos en áreas vecinas y reabastecer las especies marinas de interés comercial permitiendo solo aquellos usos tradicionales de bajo impacto. Para controlar que estos objetivos se cumplan, la reserva cuenta con un sistema de vigilancia tanto en el mar, para controlar las embarcaciones artesanales, deportivas y de buceadores, como en la costa, para evitar el marisqueo y la pesca deportiva dentro de los límites establecidos (Ramos, 1985).

Bajo este pretexto, el presente estudio tiene por objetivo evaluar la eficiencia del efecto reserva sobre las comunidades intermareales rocosas, en concreto, sobre las lapas del género *Patella*, en términos de abundancia y tamaño, en la Reserva Marina de la Isla de Tabarca (Alicante) comparándola con otro lugar de la costa alicantina a modo de zona control. El otro lugar escogido ha sido Santa Pola, debido a la cercanía y a la similitud en las características de su costa, y carecer de protección. La hipótesis esperada señala un aumento de la abundancia y la talla en las poblaciones de lapas dentro de la reserva con respecto a la zona sin protección, como consecuencia directa de ese efecto reserva.

## 2. MATERIAL Y MÉTODOS

### 2.1. Área de estudio

Para este estudio, se seleccionó un área marina protegida (AMP), situada en la Isla de Tabarca, y una zona control, es decir, una zona sin protección para testar el efecto reserva. Esta zona control, situada en el cabo de Santa Pola, se escogió en base a las características semejantes (fondos con afloramientos rocosos junto a praderas de *Posidonia oceanica*) con la reserva marina.

El área de estudio escogida se centra en el Mediterráneo occidental, concretamente, en la provincia de Alicante (figura 4). Esta área presenta aguas de marcado subtropical, siendo templadas en invierno con mínimas superficiales de 13 °C y cálidas en verano con máximas superficiales de 27 °C. Este carácter subtropical de las aguas se debe a la presencia de comunidades plantónicas y bentónicas (Gras, 1991; Aranda *et al.*, 1992). Además, se producen termoclinas estacionales a partir de los 15 m de profundidad, formándose en abril y desapareciendo en noviembre. Estas aguas se consideran oligotróficas debido a la escasez de nutrientes, ya que tan solo pequeñas descargas de agua dulce causadas por tormentas de lluvia fluyen a través de los ríos evitando la escasez de estos (Lloret *et al.*, 2004). Sin embargo, la principal corriente costera observada en esta zona proviene del NE y se desarrolla paralela a la costa. Esta corriente procede de la corriente atlántica separada a la altura de Argelia y con dirección a Cabo de Palos. El agua aportada contiene una salinidad de alrededor de 37 ppm en los primeros 30 m de profundidad, por lo que la salinidad que contiene esta área oscila entre los 37 y los 38 ppm, pudiendo alcanzarse salinidades inferiores (Zoffman *et al.*, 1985).

Desde un punto de vista geográfico, esta área pertenece al sector noroeste de las cordilleras Béticas, dentro del dominio Prebético (Estévez *et al.*, 2004). El relieve característico de esta zona se debe a los acontecimientos geológicos ocurridos en los últimos millones de años. La costa predominante es del tipo rocosa con un perfil bajo y con varios sectores de playas de sedimento arenoso. En cambio, el perfil batimétrico sigue en cierta medida la topografía costera, con una pendiente suave en las zonas de la Isla de Tabarca. La geología de esta área está principalmente compuesta por ofitas y areniscas (Auernheimer, 1983).

- Reserva Marina de la Isla de Tabarca (AMP)

El archipiélago de Tabarca se sitúa a dos millas y media al sureste del Cabo de Santa Pola (Alicante, España). Se caracteriza por presentar un relieve poco acusado con una altura máxima de 14 m sobre el nivel del mar y vientos con una variabilidad estacional, predominando los vientos de Levante en verano y los de Poniente y Maestral en invierno (Ferrandis y Bartolomé, 1985). Consta de una isla principal, conocida como Isla Plana o Nueva Tabarca, compuesta por unos 1800 m de longitud y 400 m de anchura máxima. También presenta tres islas secundarias (La Cantera, La Galera y La Nao) y numerosos escollos (Escull Negre, Escull Roig, La Naueta, La Sabata, Cap de Moro, entre otros). El perímetro total costero es de unos 4.5 km aproximadamente, ya que la costa está formada por pequeños acantilados de escasos metros de altura, presentando varias playas de cantos rodados en su base y una sola playa de arena en la zona del istmo (Bayle, 1999). Cabe destacar que las rocas más antiguas corresponden a los materiales del triásico, siendo en consecuencia el afloramiento más oriental de este complejo en la Cordillera Bética (Estévez *et al.*, 1985).

Los fondos que rodean al archipiélago se caracterizan por contener afloramientos rocosos donde se asientan diferentes algas fotófilas como *Jania rubens*, *Padina pavonica* y *Halopteris scoparia*. Del mismo modo, se desarrollan comunidades algares de carácter esciáfilo como *Peyssonelia squamaria* y *Flavelia petiolata*. Además, destaca la abundancia de comunidades de pradera de *Posidonia oceanica* sobre sustrato blando, las cuales se extienden alrededor de la reserva marina favorecidas tanto por la batimetría del fondo como por la transparencia de las aguas. Estas comunidades son muy importantes en la Isla de Tabarca, ya que son la base de la cadena alimentaria, producen una gran cantidad de oxígeno, estabilizan los fondos blandos y evitan consecuentemente la erosión. Se extiende en todas las direcciones ocupando profundidades entre los 5 y los 32 m (Ramos, 1985).

El diseño de la Reserva Marina de Tabarca se realizó en 1985 y se estableció el 4 de abril de 1986 por orden del Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación de la Generalitat Valenciana, presentando una gestión compartida entre las aguas interiores (autonómica) y las exteriores (nacional). Esta Área Marina Protegida fue implementada en la isla de Tabarca por su elevada riqueza biológica y su alto grado de conservación de los fondos (Ramos *et al.*, 1991).

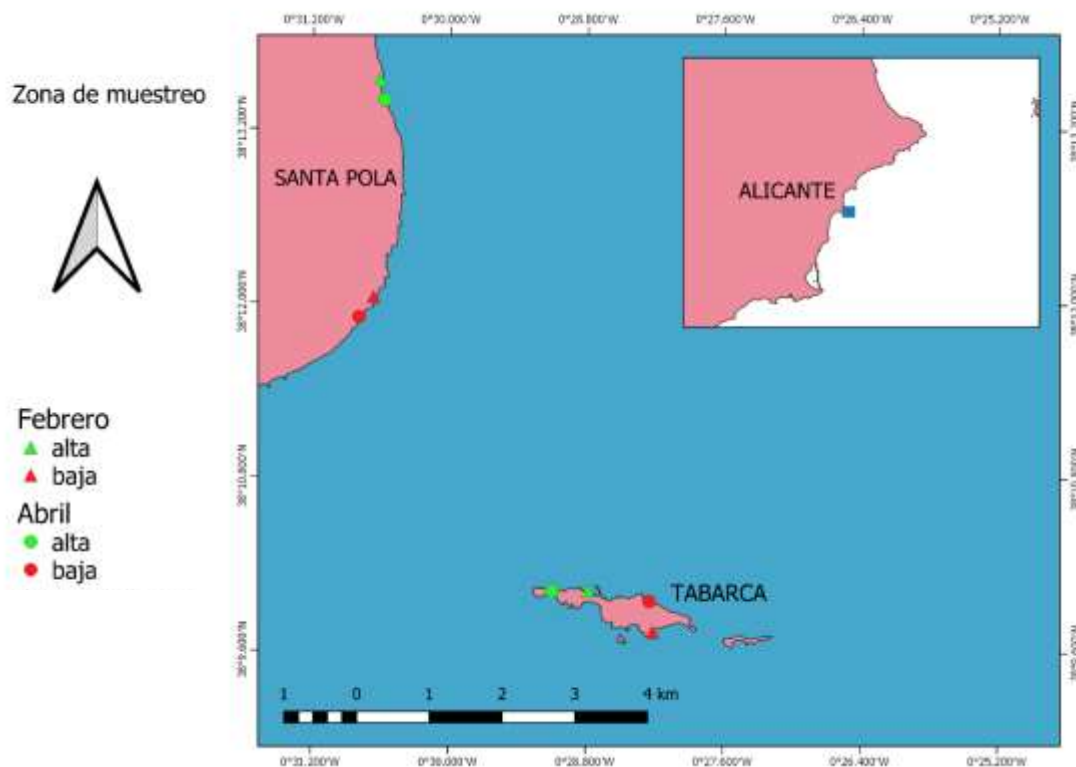
- Santa Pola (zona control)

El cabo de Santa Pola se localiza al Sureste de la ciudad de Alicante. Esta área se caracteriza por ser una antigua bioconstrucción arrecifal de la época del Mesiniense, Mioceno superior. Este arrecife fósil conserva su frente arrecifal, que alcanza aproximadamente los 140 m de altura en su punto más elevado, así como su talud arrecifal. A pesar de la verticalidad del frente arrecifal, la pendiente se va suavizando a medida que se desarrolla el talud, generando un perfil de costa bajo y rocoso, con playas de sedimento arenoso (Estévez *et al.*, 2004). Esta zona se caracteriza por presentar areniscas y calcarenitas bioclásticas del Plioceno inferior. El perfil de costa desde los Arenales del Sol hasta la población de Santa Pola es de unos 6 km. Es importante destacar que todo el sector del cabo de Santa Pola está influenciado por acciones marítimas que actúan sobre los relieves, determinando así el transporte y la deposición de los materiales erosionados (Barceló y Saumell, 1978).

Por otro lado, esta zona se caracteriza por presentar características climáticas que reflejan la dinámica atmosférica general del levante de la península ibérica, siendo la precipitación media anual ligeramente superior a los 300 mm, destacando un prolongado período seco desde mayo hasta septiembre. La temperatura media anual es próxima a los 18°C. Además, la proximidad al mar es responsable de una acusada suavización termoclimática (Ariza *et al.*, 1985).

Al igual que la Reserva Marina de Tabarca, los fondos de Santa Pola presentan abundantes afloramientos rocosos rodeados de pradera de *Posidonia oceanica*. En general, las dos zonas comparten una similitud en la heterogeneidad y complejidad de los hábitats, y en las profundidades encontradas. Por este motivo, se ha elegido Santa Pola como zona control.

Por último, cabe destacar que la plataforma continental se desarrolla desde el cabo de Santa Pola hasta decenas de kilómetros más allá de la reserva marina de la Isla de Tabarca, por lo que la profundidad máxima que se puede alcanzar entre estos dos lugares es de 11 m (Tent-Manclus *et al.*, 2016).



**Figura 4.** Representa la zona donde se realizó el muestreo, siendo Santa Pola la zona control y Tabarca la AMP. En la figura los triángulos representan el muestreo de Febrero y los círculos el de Abril. El color verde representa las zonas de alta frecuentación, a diferencia del color rojo, el cual representa las zonas con baja frecuentación.

## 2.2. Recolección de datos

Es importante destacar que una de las zonas del estudio es un Área Marina Protegida, por lo que el método de muestreo que se empleó fue del tipo no destructivo, con el objetivo de no dañar las poblaciones presentes. Por este motivo, se recurrió a utilizar cuadrados.

El método de los cuadrados es una de las formas más comunes de muestreo de vegetación, aunque, también se puede utilizar para especies con rangos de dispersión pequeños. Este método consiste en el establecimiento de un área cuadrada dentro de la cual, todos los individuos que se encuentren en ella deberán ser registrados (Nichols y Conroy, 1996). Los límites del cuadrado deben ser claramente establecidos para que los animales sean contados con precisión. El tamaño del cuadrado está inversamente relacionado con la facilidad y velocidad de muestreo. También depende de la forma de vida y de la densidad de los individuos.

Para este estudio, se utilizaron cuadrados de 40 x 40 cm (figura 5), ya que ese tamaño era suficiente para que todas las réplicas tuvieran datos y no hubiera ninguna con ausencia de ellos. Los cuadrados se colocaron de forma aleatoria en todo el muestreo, con un total de 72 réplicas. Se colocaron tanto en el supralitoral como en el mediolitoral, ya que las tres especies que habitan en el mediterráneo se distribuyen por esas dos zonas (Davies, 1969). Estas especies, como se ha mencionado anteriormente, son *Patella caerulea*, *Patella ulyssiponensis* y *Patella rustica*. Durante el muestreo, en el caso de surgir dudas, se hacía una foto a la especie para identificarla más tarde mediante guías. Sin embargo, como en algunos casos no se pudo llegar a diferenciar entre *P. caerulea* y *P. ulyssiponensis*, debido a su variabilidad morfológica (Sella *et al.*, 1993), se decidió agruparlas como *Patella* spp.

Se tomaron datos de la abundancia, contando el total de lapas en cada cuadrado, y de la talla (en mm), midiendo cada lapa con un pie de rey.



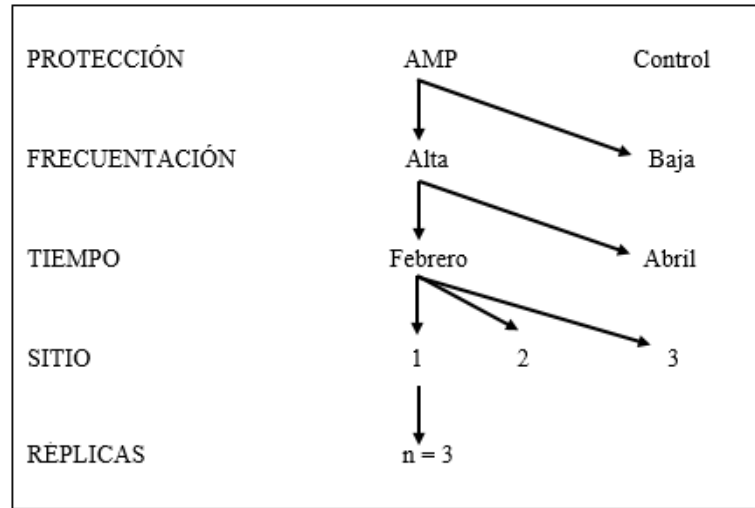
**Figura 5.** Ejemplo del cuadrado que se ha utilizado para realizar todos los muestreos.

### 2.3. Diseño experimental

Los patrones espacio-temporales observados a una escala específica sobre la composición de la comunidad estudiada tienen su origen en una serie de factores ecológicos muy variados, como son la disponibilidad de recursos, la depredación, los factores físico-químicos, etc. (García-Charton *et al.*, 2004). La variabilidad, tanto espacial como temporal, podría estar causada por una serie de factores ambientales (García-Charton *et al.*, 2006). Sin embargo, en ciertos casos, esta variabilidad es resultado de la perturbación humana en los sistemas ecológicos, lo que determina la estructura de la comunidad con una menor capacidad de recuperación y un mayor potencial para los cambios de régimen. Estos últimos, son muy impredecibles debido a la complejidad inherente de los sistemas ecológicos. Los cambios en la variabilidad pueden informar sobre los efectos de la perturbación natural o antropogénica (Fraterrigo y Rusak, 2008). Esta variabilidad debe ser contemplada en el diseño muestral de forma que el investigador pueda realizar afirmaciones sobre los resultados obtenidos en el estudio que permitan claramente separar cuál es el efecto de cada fuente de variación (Andrew y Mapstone, 1987).

El presente estudio tiene como objetivo evaluar el efecto de protección sobre la comunidad de lapas, para ello se ha establecido un diseño experimental en el cual se compara un Área Marina Protegida con una zona control. Este diseño consta de tres factores fijos y ortogonales (protección, tiempo y frecuentación) y un factor aleatorio (sitio), el cual está anidado a la interacción de los tres factores fijos mencionados (figura 6). El factor *protección* consta de dos niveles: AMP (Tabarca) y zona control (Santa Pola). En ambos niveles se realizaron muestreos en dos épocas del año, febrero y abril, dando lugar al factor *tiempo*. En cada una de estas épocas se tuvo en cuenta dos zonas: una con alta frecuentación, es decir, con un elevado número de personas, y otra zona con baja frecuentación, inversa a la anterior, las cuales forman el factor *frecuentación*. En cada uno de los niveles del factor anterior, se tomaron muestras en tres sitios elegidos de manera aleatoria, y siendo estos distintos en los factores *frecuentación*, *tiempo* y *protección*. Por último, en cada nivel del factor *sitio* se tomaron tres réplicas de manera aleatoria, siendo cada réplica un cuadrado.

Los niveles del factor *frecuentación* se escogieron preguntando a las personas que conocían las zonas donde suele haber una mayor cantidad de turistas o personas residentes y donde menos.



**Figura 6.** Diagrama del diseño experimental empleado.

## 2.4. Tratamiento de datos y análisis estadístico

Los datos obtenidos durante los muestreos fueron introducidos en diferentes hojas de cálculo de Excel, en las que se procedió al tratamiento de los datos de forma previa a los análisis estadísticos. Para el desarrollo de estos análisis estadísticos se aplicó el análisis de varianzas (ANOVA) (Underwood, 1991; 1992; 1993; 1994) empleando el diseño experimental simétrico expuesto en el apartado anterior. El modelo lineal resultante, fue el siguiente:

$$X_{ijkln} = \mu + P_i + F_j + T_k + PxF_{ij} + PxT_{ik} + FxT_{jk} + PxFxT_{ijk} + S(PxFxT)_{l(ijk)} + \text{Residual}_{n(ijkl)}$$

donde:

$X_{ijkln}$  = valor estimado en el muestreo.

$\mu$  = media poblacional.

$P_i$  = variaciones debidas al factor *protección*.

$F_j$  = variaciones debidas al factor *frecuentación*.

$T_k$  = variaciones debidas al factor *tiempo*.

$PxF_{ij}$  = variaciones debidas a la interacción de los factores *protección* y *frecuentación*.

$PxT_{ik}$  = variaciones debidas a la interacción de los factores *protección* y *tiempo*.

$FxT_{jk}$  = variaciones debidas a la interacción de los factores *frecuentación* y *tiempo*.

$PxFxT_{ijk}$  = variaciones debidas a la interacción de los factores *protección*, *frecuentación* y *tiempo*.

$S(PxFxT)_{l(ijk)}$  = variaciones debidas al factor *sitio*, que está anidado en la interacción de los factores *protección*, *frecuentación* y *tiempo*.



Residual  $n_{ijkl}$  = variaciones debidas a las réplicas.

Mediante este diseño simétrico y empleando el programa estadístico R Project for Statistical Computing (R Core Team, 2016), se analizaron los valores medios de la abundancia total y por especie, y de la talla de cada especie.

Primero de todo, de manera previa al análisis de la abundancia total y por especie, como los datos estaban balanceados y había más de 30 muestras, se procedió directamente al análisis de la homogeneidad de varianzas mediante el test de Cochran (Cochran, 1951).

Por otro lado, previamente a los análisis de las tallas de ambas especies, como los datos no estaban balanceados, porque el número de réplicas dependió de los individuos observados en los cuadrados, se contrastó la normalidad (Zar, 1984) de los residuales mediante el test Kolmogórov-Smirnov (K-S). La variable *Patella rustica* no cumplía el requisito de normalidad y, por tanto, se eliminaron datos de manera aleatoria de la talla de cada una de las especies tomando como referencia el nivel que tuviera la menor cantidad de muestras del factor aleatorio (*sitio*). Una vez balanceados los datos se procedió directamente al análisis de la homogeneidad de varianzas mediante el test de Cochran (Cochran, 1951). La variable *Patella* spp. cumplía el requisito de normalidad, sin embargo, al no presentar datos balanceado, se procedió al análisis de la homogeneidad de varianzas (Zar, 1984) mediante el test de Bartlett (Snedecor y Cochran, 1989). Como esta variable resultó significativa se transformaron los datos mediante  $\sqrt{(x + 1)}$ .

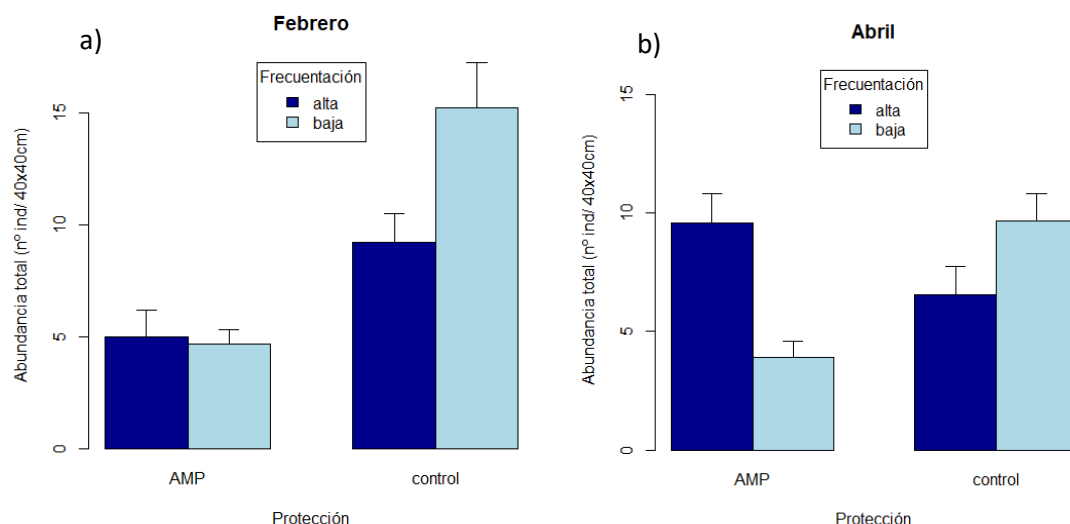
Una vez realizado el análisis de los datos, cuando ANOVA mostró resultados significativos, se realizó un test a posteriori para determinar la relación entre los diferentes niveles de los factores. En el caso de tener datos balanceados se empleó el test Student-Newman-Keuls (SNK) (Underwood, 1981), en cambio, para los datos no balanceados se empleó el test de comparación múltiple de Tukey (Keselman y Rogan, 1977).

Por último, se analizó si existían diferencias significativas en la distribución de tallas de cada especie teniendo en cuenta solo los factores *protección* y *frecuentación*. Se escogieron estos dos factores porque son los necesarios para responder al objetivo planteado en este estudio. Además, eliminando los factores *sitio* y *tiempo* había un número de individuos suficiente que permitía representar adecuadamente la distribución de tallas dentro de los niveles de los dos factores escogidos en el estudio. Para ello, se utilizó el test de Kolmogórov-Smirnov (K-S) (Zar, 1984).

### 3. RESULTADOS

#### 3.1. Análisis de la abundancia

Para responder al objetivo planteado en este estudio, se ha realizado un análisis estadístico de las variables mencionadas anteriormente. Primero se ha analizado la abundancia total de lapas de este estudio.

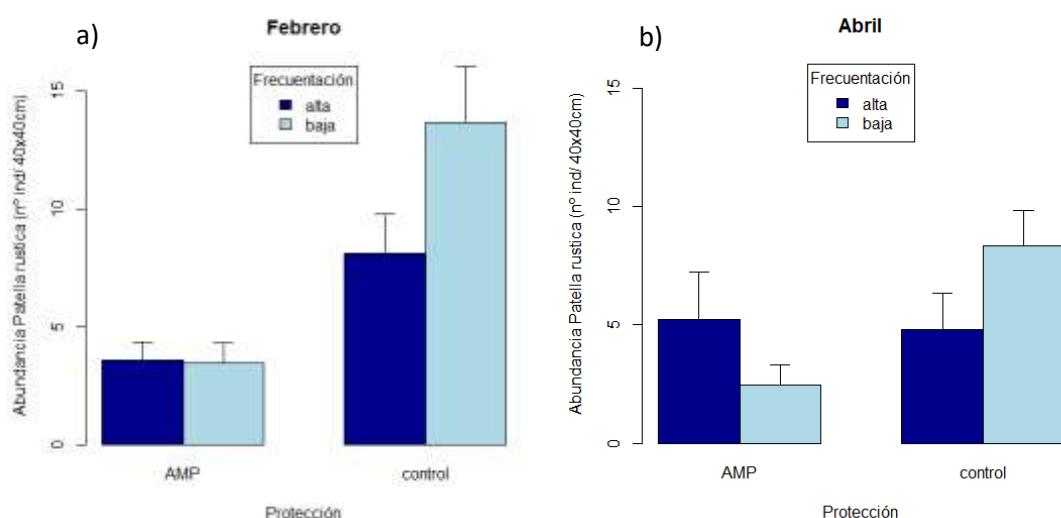


**Figura 7.** Abundancia total de lapas (nº individuos/ 40x40cm) en cada zona de frecuentación muestreada (alta y baja) dentro de cada nivel de protección (AMP y control) en (a) febrero y (b) abril.

Centrándonos primero en el análisis de la abundancia total (figura 7), se puede observar que, de manera general, en febrero la zona control presenta un mayor número de individuos que el Área Marina Protegida. Sin embargo, esta diferencia no ocurre en abril, ya que las dos zonas presentan un número similar de individuos. Según el análisis estadístico se puede afirmar la interacción significativa entre los factores *protección* y *tiempo* (tabla 1). Además, el test a posteriori realizado muestra diferencias significativas entre el AMP y la zona control en febrero pero no en abril (tabla 1).

Por otro lado, de manera general en la zona control hay significativamente más individuos en la zona de baja frecuentación que en la de alta (figura 7; Tabla 1). En el caso de la AMP, se puede observar una tendencia a que haya más individuos en la zona de alta frecuentación. Según el análisis estadístico se puede afirmar que existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *frecuentación* (tabla 1). Además, según el test a posteriori, hay diferencias significativas entre las zonas de diferente frecuentación tanto en la zona control como en la AMP (tabla 1).

Por último, se puede afirmar una interacción significativa entre los factores *frecuentación* y *tiempo* (tabla 1). Cabe destacar que no hay variabilidad espacial a la escala de los sitios considerados en este estudio.

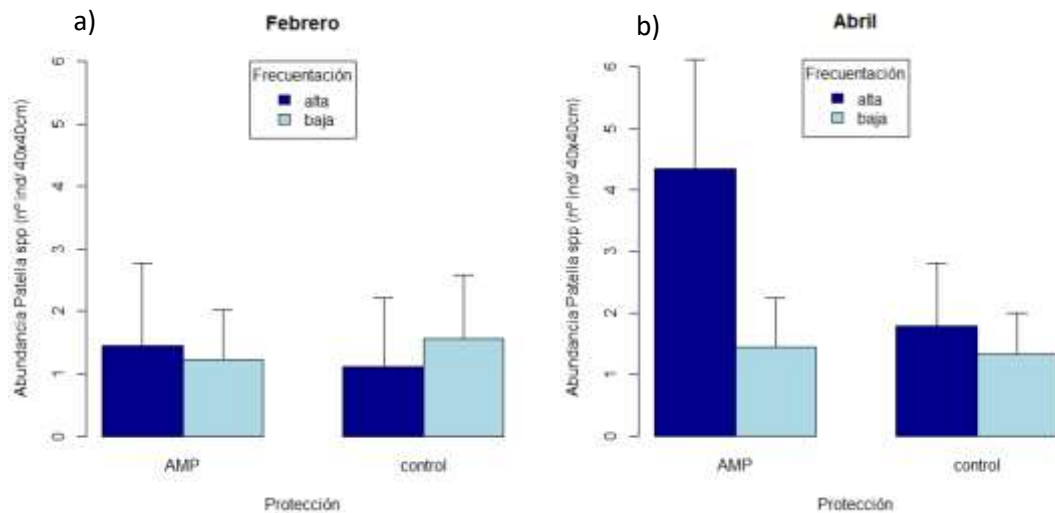


**Figura 8.** Abundancia de *Patella rustica* (nº individuos/ 40x40cm) en cada zona de frecuentación muestreada (alta y baja) dentro de cada nivel de protección (AMP y control) en (a) febrero y (b) abril.

En cuanto a la abundancia de *Patella rustica* (figura 8), al igual que en el caso anterior, en febrero la zona control presenta un mayor número de individuos que el Área Marina Protegida. Sin embargo, esta diferencia no ocurre en abril, ya que las dos zonas presentan un número similar de individuos. Según el análisis estadístico se puede afirmar que existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *tiempo* (tabla 1). Lo que se puede corroborar con el test a posteriori (tabla 1), el cual muestra diferencias significativas en febrero pero no en abril.

Por otro lado, de manera general en la zona control hay más individuos en la zona de baja frecuentación que en la de alta frecuentación. En el caso de la AMP, se puede observar una tendencia a que haya más individuos en la zona de alta frecuentación (figura 8). Según el análisis estadístico se puede afirmar que existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *frecuentación* (tabla 1). Sin embargo, según el test a posteriori (tabla 1), hay diferencias significativas en la zona control y no las hay en el caso del AMP.

Por último, a diferencia de la abundancia total de especies, en este caso, no hay interacción entre los factores *frecuentación* y *tiempo* (tabla 1). Cabe destacar que no hay variabilidad espacial a la escala de los sitios considerados en este estudio.



**Figura 9.** Abundancia de *Patella* spp. (n° individuos/ 40x40cm) en cada zona de frecuentación muestreada (alta y baja) dentro de cada nivel de protección (AMP y control) en (a) febrero y (b) abril.

Por último, la abundancia de *Patella* spp. (figura 9) sigue un patrón totalmente diferente a la abundancia de *Patella rustica*. En febrero hay la misma abundancia en el AMP que en la zona control, al contrario que en abril, donde hay una mayor tendencia a haber más individuos en el AMP que en la zona control. Según el análisis estadístico se puede afirmar que no existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *tiempo* (tabla 1).

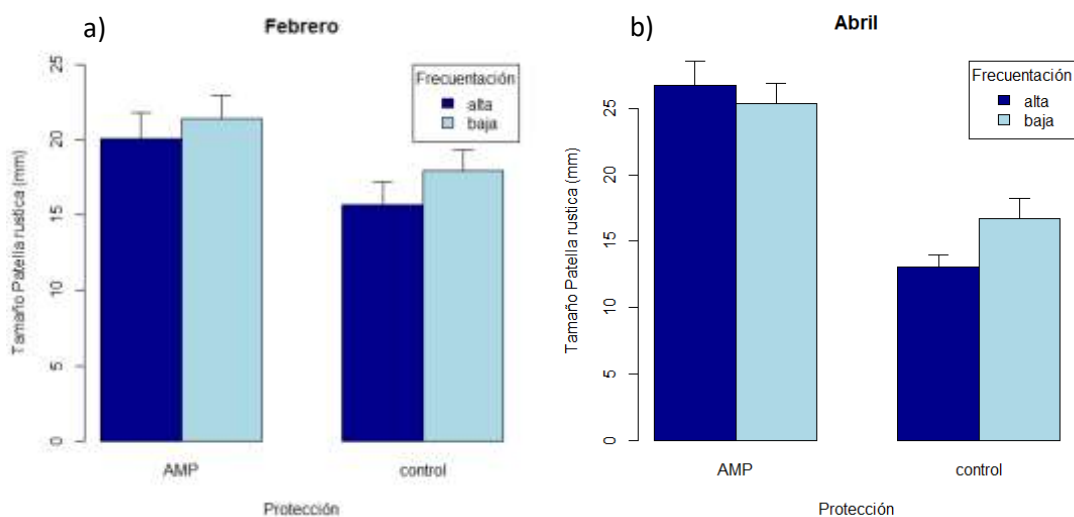
En este caso, en la zona control no se observan diferencias entre la zona de alta frecuentación y la de baja. Sin embargo, la AMP sigue el mismo patrón que *Patella rustica*, es decir, presenta una mayor tendencia a que la abundancia sea mayor en la zona de alta frecuentación (figura 9). Según el análisis estadístico se puede afirmar que no existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *frecuentación* (tabla 1).

Por último, tampoco hay interacción entre los factores *frecuentación* y *tiempo* (tabla 1). Además, ninguno de los factores por separado presenta diferencias significativas (tabla 1), debido probablemente a la gran variabilidad que presentan los datos. Cabe destacar que no hay variabilidad espacial a la escala de los sitios considerados en este estudio.

**Tabla 1.** Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (P: protección, F: frecuentación, T: tiempo, S: sitio), para la abundancia total y la abundancia de cada una de las especies. Donde g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (\*= $P<0.05$ ; \*\*= $P<0.01$ ; \*\*\*= $P<0.001$ ).

Fuentes de variación	g.l.	Abundancia total		Abundancia <i>Patella rustica</i>		Abundancia <i>Patella</i> spp.		F-versus
		C.M.	F	C.M.	F	C.M.	F	
P	1	346.72	27.68 ***	460.06	26.93 ***	8	0.89	S (PxFxT)
F	1	10.89	0.87	43.56	2.55	10.89	1.21	S (PxFxT)
T	1	22.22	1.77	72	4.21	14.22	1.58	S (PxFxT)
P x F	1	256.89	20.51 ***	162	9.48 **	10.89	1.21	S (PxFxT)
P x T	1	162	12.93 **	98	5.74 *	8	0.89	S (PxFxT)
F x T	1	76.06	6.07 *	24.50	1.43	14.22	1.58	S (PxFxT)
P x F x T	1	6.72	0.54	0.50	0.03	3.56	0.39	S (PxFxT)
S (PxFxT)	16	12.53	0.86	17.08	0.74	9	0.75	Residual
Residual	48	14.50		23.03		12.01		

### 3.2. Análisis de la talla



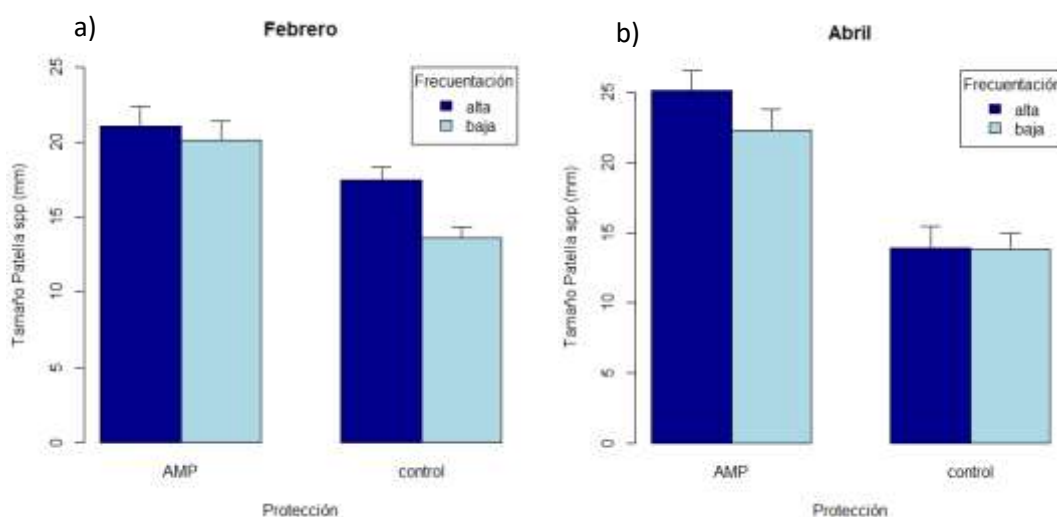
**Figura 10.** Talla de *Patella rustica* (mm) en cada zona de frecuentación muestreada (alta y baja) dentro de cada nivel de protección (AMP y control) en (a) febrero y (b) abril.

Centrándonos primero en el análisis de la talla media de *Patella rustica* (figura 10), se puede observar que, de manera general, tanto en febrero como en abril, hay una mayor tendencia a que la talla media de los individuos sea mayor en el Área Marina

Protegida. Según el análisis estadístico se puede afirmar que existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *tiempo* (tabla 2). Lo que se puede corroborar con el test a posteriori (tabla 2), el cual muestra diferencias significativas entre el AMP y la zona control en los dos meses.

Por otro lado, en la zona control se puede observar una mayor tendencia a que la talla media de *Patella rustica* en la zona de baja frecuentación sea mayor. Sin embargo, en el AMP no se observan diferencias en la talla media entre las zonas de diferente frecuentación (figura 10). Según el ANOVA (tabla 2) no se mostró significativa la interacción entre los factores *protección* y *frecuentación*.

Por último, según el ANOVA (tabla 2) tampoco se mostró significativa la interacción entre los factores *tiempo* y *frecuentación*. Se puede observar en la figura 10 que de manera general la talla media de *P. rustica* es igual en ambos meses muestreados, lo que se corrobora según el análisis estadístico (tabla 2), el cual no muestra diferencias significativas. Cabe destacar que, al igual que en el análisis de las diferentes abundancias, para el análisis de tallas de *Patella rustica* no existe variabilidad espacial a la escala de los sitios considerados en el experimento.



**Figura 11.** Talla de *Patella* spp. (mm) en cada zona de frecuentación muestreada (alta y baja) dentro de cada nivel de protección (AMP y control) en (a) febrero y (b) abril.

Al igual que en el análisis de la talla media de *Patella rustica*, tanto en febrero como en abril, se puede observar una mayor tendencia a que el tamaño de *Patella* spp. sea mayor en el AMP (figura 11). Según el análisis estadístico (tabla 2) se puede afirmar que existe una interacción significativa entre los factores *protección* y *tiempo*. Lo que se

puede corroborar con el test a posteriori (tabla 2), el cual muestra diferencias significativas entre el AMP y la zona control en los dos meses.

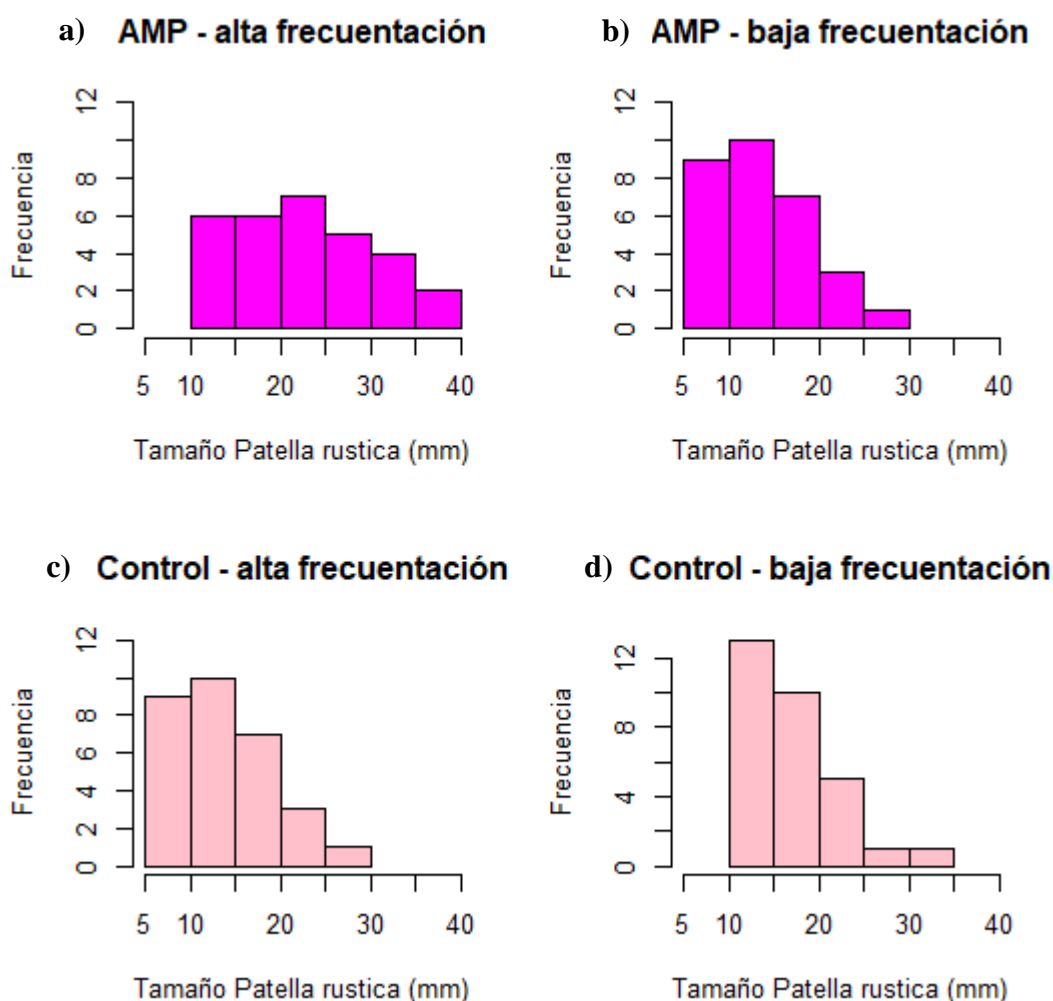
Por otro lado, tanto en la zona control como en la AMP hay una pequeña tendencia a que la talla media de esta especie sea mayor en la zona de alta frecuentación (figura 11). Sin embargo, según los análisis estadísticos (tabla 2) no hay interacción entre los factores *protección* y *frecuentación*.

Por último, según el ANOVA (tabla 2) tampoco se mostró significativa la interacción entre los factores *tiempo* y *frecuentación*. Se puede observar en la figura 6 que de manera general la talla media de *Patella* spp. es igual en ambos meses muestreados, lo que se corrobora según el análisis estadístico (tabla 2), el cual no muestra diferencias significativas. Cabe destacar que, a diferencia del resto de análisis del estudio, si existe variabilidad espacial de los sitios considerados en el experimento.

**Tabla 2.** Resultados del análisis de la varianza (ANOVA) con cuatro factores (P: protección, F: frecuentación, T: tiempo, S: sitio), para el tamaño de cada una de las especies. Donde g. l.: grados de libertad; C. M.: cuadrados medios; F: F ratio; P: nivel de significación (\*= $P<0.05$ ; \*\*= $P<0.01$ ; \*\*\*= $P<0.001$ ).

Fuentes de variación	g.l	Tamaño <i>Patella rustica</i>		Tamaño <i>Patella</i> spp.		F-versus
		C.M	F	C.M	F	
P	1	1710.07	41.47 ***	28.67	106.36 ***	S (PxFxT)
F	1	63.08	1.53	1.42	5.28 *	S (PxFxT)
T	1	85.01	2.06	0.11	0.41	S (PxFxT)
P x F	1	66.01	1.60	0.05	0.19	S (PxFxT)
P x T	1	392.41	9.52 **	2.03	7.53 **	S (PxFxT)
F x T	1	3.67	0.09	0.15	0.54	S (PxFxT)
P x F x T	1	31.01	0.75	0.72	2.69	S (PxFxT)
S (PxFxT)	16	41.23	1.20	2.16	8 ***	Residual
Residual	48	34.25		0.27		

### 3.3. Distribución de las tallas



**Figura 12.** (a) Distribución de la talla de *Patella rustica* (mm) en la zona con alta frecuentación del Área Marina Protegida (AMP). (b) Distribución de la talla de *Patella rustica* (mm) en la zona con baja frecuentación del AMP. (c) Distribución de la talla de *Patella rustica* (mm) en la zona con alta frecuentación de Santa Pola (zona control). (d) Distribución de la talla de *Patella rustica* (mm) en la zona con baja frecuentación de la zona control.

Centrándonos primero en el análisis del rango de talla de *Patella rustica* en el AMP (figuras 12a y 12b) se puede observar que el rango es diferente, ya que en la zona más frecuentada esta especie de lapa presenta tallas entre 10 y 40 mm, a diferencia de la zona menos frecuentada, que presenta tallas entre 5 y 30 mm. Por otra parte, se puede observar que la zona con alta frecuentación presenta una distribución de tallas más homogénea que la zona menos frecuentada, donde las tallas más pequeñas abundan más que los grandes. Según el análisis estadístico, se observaron diferencias significativas entre las distribuciones de talla en ambas zonas dentro del AMP (tabla 3).



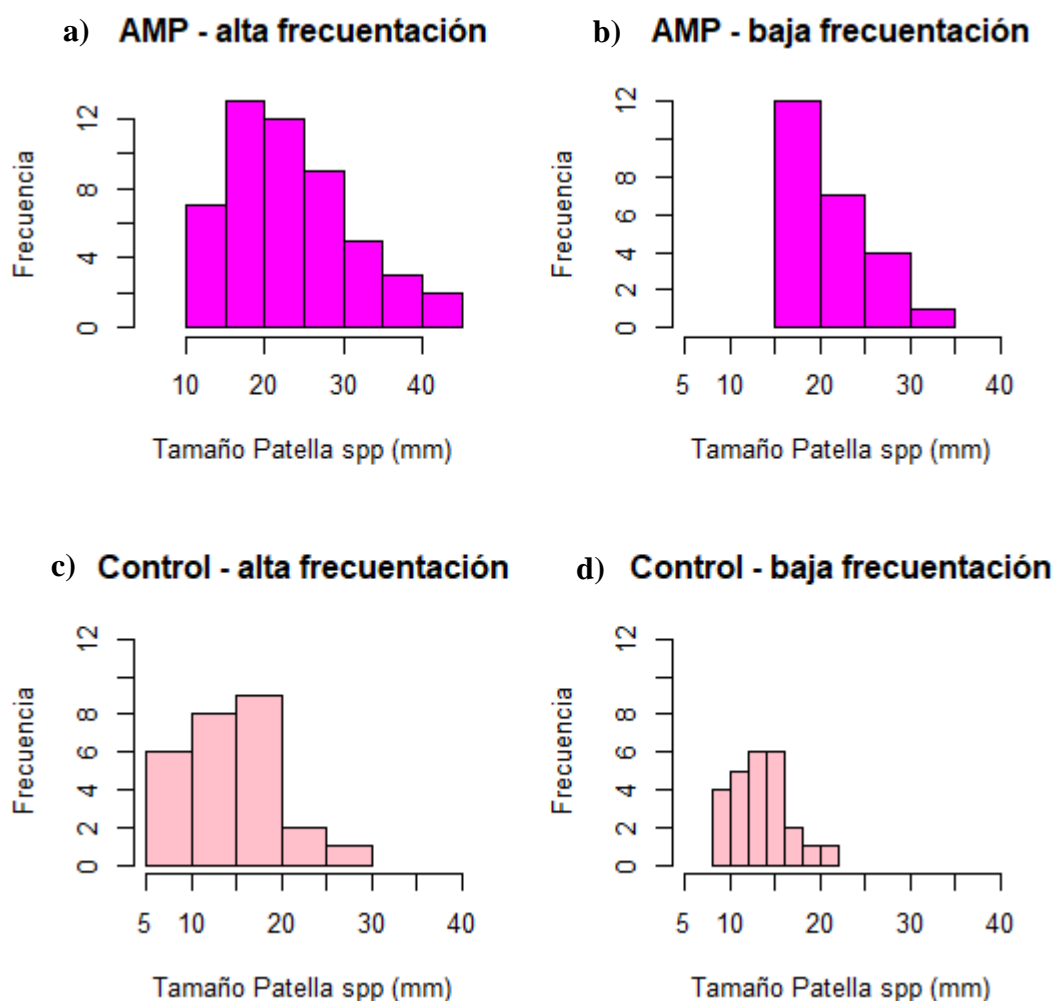
Siguiendo con el análisis del rango de tallas de esta especie en la zona control (figuras 12c y 12d), se puede observar que el rango también es diferente, ya que en la zona más frecuentada esta especie presenta tallas entre 5 y 30 mm, a diferencia de la zona menos frecuentada, que presenta tallas entre 10 y 35 mm. Sin embargo, la distribución de las tallas en ambas zonas sigue el mismo patrón, siendo las tallas pequeñas más abundantes que las grandes. Lo que se puede corroborar con el análisis estadístico (tabla 3), el cual no muestra diferencias significativas entre las distribuciones de tallas en ambas zonas de la zona control.

Por otro lado, comparando el AMP con la zona control, se puede observar que la distribución de tallas en las zonas con alta frecuentación (figuras 12a y 12c) es diferente, ya que el AMP presenta una distribución más homogénea que la zona control. Sin embargo, en las zonas con baja frecuentación (figuras 12b y 12d) la distribución sigue el mismo patrón, siendo las lapas con tallas de entre 10 y 15 mm las más abundantes. Según los análisis estadísticos (tabla 3), entre el AMP y la zona control hay diferencias significativas en las zonas más frecuentadas y no las hay en las zonas menos frecuentadas.

De manera general, en la figura 12 se puede observar que la talla de *Patella rustica* que aparece con mayor frecuencia es entre 10 y 15 mm, a excepción de la zona con alta frecuentación dentro del AMP. También se puede observar que las tallas más grandes son los menos abundantes.

**Tabla 3.** Resultados de la comparación de la distribución de *Patella rustica* entre los nieles de los factores protección y frecuentación mediante el test de Kolmogórov-Smirnov. Donde D: estadístico experimental; p-valor: nivel de significación.

Interacción	D	p-valor
AMP: Comparación entre alta y baja frecuentación	0.57	1.3e-4
Control: Comparación entre alta y baja frecuentación	0.23	0.39
Mucha: Comparación entre AMP y zona control	0.57	1.3e-4
Poca: Comparación entre AMP y zona control	0.23	0.39



**Figura 13.** (a) Distribución de la talla de *Patella* spp. (mm) en la zona con alta frecuentación del Área Marina Protegida (AMP). (b) Distribución de la talla de *Patella* spp. (mm) en la zona con baja frecuentación del AMP. (c) Distribución de la talla de *Patella* spp. (mm) en la zona con alta frecuentación de Santa Pola (zona control). (d) Distribución de la talla de *Patella* spp. (mm) en la zona con baja frecuentación de la zona control.

Por otro lado, centrándonos en el análisis del rango de tallas de *Patella* spp. en el AMP (figuras 13a y 13b), se puede observar que el rango también es diferente, siendo en este caso mucho mayor en la zona más frecuentada, donde esta especie presenta tallas entre 10 y 45 mm, a diferencia de la zona menos frecuentada, que presenta tallas entre 15 y 35 mm. Sin embargo, la distribución de tallas varía de la misma forma en las dos zonas, siendo las tallas entre 15 y 20 mm las más abundantes y disminuyendo su abundancia a medida que aumentan de talla. Estas tendencias observadas en los gráficos se pueden testar con el análisis estadístico (tabla 4), el cual no muestra diferencias significativas entre las distribuciones de talla en ambas zonas dentro del AMP.

Continuando con el análisis del rango de tallas de esta especie en la zona control (figuras 13c y 13d), se puede observar que el rango sigue un patrón muy parecido al de la AMP, ya que en la zona más frecuentada esta especie presenta tamaños entre 5 y 30 mm, a diferencia de la zona menos frecuentada, que presenta tamaños entre 12 y 22 mm. En este caso, la distribución de tallas en ambas zonas también sigue un mismo patrón, donde la frecuencia va aumentando al principio hasta alcanzar el máximo entre 15 y 20 mm en la zona más frecuentada y entre 12 y 17 mm en la menos frecuentada, disminuyendo finalmente con el aumento de la talla de *Patella* spp. Lo que se puede corroborar con el análisis estadístico (tabla 4), el cual no muestra diferencias significativas entre las distribuciones de tallas en ambas zonas de la zona control.

Por otro lado, comparando el AMP con la zona control, se puede observar que la distribución de tallas en las zonas más frecuentadas (figuras 13a y 13c) es diferente, ya que a pesar de que en ambos lugares la frecuencia máxima se sitúa entre los 15 y 20 mm, en el AMP se alcanzan tallas de hasta 45 mm, a diferencia de la zona control, que solo llega hasta los 30 mm. Lo mismo ocurre entre las zonas menos frecuentadas (figuras 13b y 13d), donde en el AMP la frecuencia máxima se sitúa entre los 15 y 20 mm y va disminuyendo conforme se alcanzan tallas mayores. En cambio, en la zona control, hay lapas de *Patella* spp. con tallas entre 7-8 mm, y a diferencia del AMP, el tamaño máximo que alcanzan es de 22 mm. Según los análisis estadísticos (tabla 4), entre el AMP y la zona control hay diferencias significativas tanto en las zonas más frecuentadas como en las menos frecuentadas.

De manera general, en la figura 13 se puede observar que las tallas de *Patella* spp. que aparecen con mayor frecuencia están situadas entre 10 y 15 mm, a excepción de la zona con baja frecuentación dentro de la zona control.

**Tabla 4.** Resultados de la distribución del tamaño de *Patella* spp. con dos factores (P: protección, F: frecuentación). Donde D: distribución; p-valor: nivel de significación.

Interacción	D	p-valor
AMP: Comparación entre alta y baja frecuentación	0.19	0.57
Control: Comparación entre alta y baja frecuentación	0.30	0.19
Mucha: Comparación entre AMP y zona control	0.49	4.6e-4
Poca: Comparación entre AMP y zona control	0.67	3e-5

#### 4. DISCUSIÓN

La eficiencia de un área marina protegida como herramienta de conservación y restauración depende del efecto que genere sobre las comunidades marinas. Con el establecimiento de un área marina protegida se espera una mejora de la estructura de las comunidades, concretamente con el aumento de parámetros biológicos como la abundancia, la diversidad, la riqueza específica de especies, etc. (Claudet *et al.*, 2008). Varios estudios han demostrado que hay mayores abundancias de lapas dentro de las AMP, con respecto a áreas sin protección (Lewis y Bowman, 1975; Thomson, 1980; Jenkins y Hartnoll, 2001; Espinosa *et al.*, 2014; Marra *et al.*, 2017). Sin embargo, el análisis de la abundancia total de las especies observadas en este estudio, muestra valores significativamente superiores en la zona control con respecto al AMP. En algunos casos, las áreas marinas protegidas no alcanzan su máximo potencial debido a diversos factores, especialmente a la falta de protección efectiva (Edgar *et al.*, 2014). En la zona intermareal, esta falta de protección efectiva se ve reflejada con el aumento de la recolección de invertebrados intermareales. Aunque en el caso de Tabarca no se puede afirmar el hecho de que la abundancia disminuya por la recolección, ya que las lapas, en España, solo se han explotado tradicionalmente para el consumo en las Islas Canarias y en Asturias, donde este recurso es muy apreciado en gastronomía.

En cuanto a la talla de las especies objetivo, hay diferencias significativas entre el AMP y la zona control, presentando tallas superiores en el AMP. Lewis y Bowman (1975) sugirieron que la densidad de las poblaciones de lapas está determinada por el equilibrio entre el reclutamiento y la supervivencia. El reclutamiento de *Patella* es claramente menor en las áreas protegidas (Fernández *et al.*, 2015, 2016), lo que se ha atribuido a condiciones más pobres para el asentamiento (Bowman y Lewis, 1986). Este destino debe compensarse con mayores tasas de supervivencia y crecimiento. Algunos estudios experimentales sostienen que un mayor crecimiento en áreas protegidas y por tanto, un mayor tamaño, se debe más específicamente a abundancias más bajas por unidad de área, lo que significa una mayor disponibilidad de alimentos (Jenkins y Hartnoll, 2001; Fernández *et al.*, 2015, 2016).

La depredación natural puede ser una fuerza reguladora que afecte a los conjuntos intermareales (Menge, 2000). Aunque varios estudios han demostrado que la mortalidad natural parece tener un papel menor en las variaciones observadas en la abundancia y en la talla de las lapas (Silva *et al.*, 2004; Brazão *et al.*, 2009; Marra *et al.*, 2017), se ha demostrado que la depredación es específica al tamaño, y por tanto, las lapas más

pequeñas son las más vulnerables. Se sabe que la mortalidad de las lapas pequeñas en la costa superior se debe a factores físicos como es el estrés asociado por la emersión en marea baja (Branch, 1985). Sin embargo, la mortalidad en la costa inferior podría estar controlada por la depredación, ya que esta zona se caracteriza por presentar una mayor cantidad de depredadores acuáticos, como son los cangrejos y los peces. También se ha demostrado que los cangrejos son más abundantes en las costas protegidas que en las expuestas (Silva, 2008) y por tanto, los efectos directos e indirectos de la depredación pueden ser mayores en las costas protegidas, lo que explicaría la menor abundancia encontrada en esta zona.

Por otra parte, las bajas abundancias encontradas en el AMP también podrían ser explicadas por el hidrodinamismo (Bustamante y Branch, 1996), ya que muchos estudios han demostrado que las especies de lapa tienden a ser más abundantes en rocas expuestas a la acción de las olas de intensidad media-fuerte (Branch y Marsh, 1978; Branch, 1981; Denny, 2000; Tlig-Zouari *et al.*, 2010), ya que son la principal fuente de oxigenación de los organismos intermareales. La Reserva Marina de Tabarca, dada su protección, puede ser considerada un sitio donde el agua y los ecosistemas son de buena calidad, debido entre otros factores, al incremento de las praderas de fanerógamas marinas en los últimos años (Esplá, 1995). Se ha demostrado que las praderas de fanerógamas marinas reducen el hidrodinamismo, lo que conlleva a una estabilización de la dinámica sedimentaria litoral y a la protección de la línea de costa (Rull *et al.*, 1996).

Centrándonos en cada especie de lapa, la abundancia de *Patella rustica* también es mayor en la zona control, con respecto al AMP, lo que se podría explicar con lo mencionado anteriormente. En cambio, la abundancia de *Patella* spp. es decir, de *Patella ulyssiponensis* y *Patella caerulea*, no muestra diferencias significativas entre ambas zonas. En este caso, los datos presentaban una gran variabilidad debido a la escasez de individuos encontrados tanto en la zona control como en el AMP. Esta escasez de muestras se debe al hecho de que *Patella* spp. suele delimitar y defender un territorio determinado, lo que conduce a una población dispersa, como se refleja en las bajas abundancias encontradas (Branch, 1975).

Teniendo en cuenta el análisis de la frecuentación, en el AMP hay diferencias significativas entre ambas zonas, siendo la abundancia mayor en la zona con alta frecuentación. Esto podría deberse al hecho de que la AMP escogida en este estudio es una isla y por tanto, las condiciones ambientales para el asentamiento pueden ir

variando (Strahler, 1970). Además, la zona con alta frecuentación presentaba un mayor sustrato de rocas que la zona con baja frecuentación, la cual presentaba rocas muy pequeñas y dispersas. En la zona control también hay diferencias significativas entre ambas zonas, en cambio, en este caso la abundancia es mayor en la zona con baja frecuentación. Lo que podría explicarse por el hecho de que la zona con alta frecuentación se caracteriza por una mayor presencia de turistas y pescadores que, a menudo, dañan las poblaciones de lapa con el vertido de lejía sobre la superficie de roca o utilizándolas como cebo (Helmuth *et al.*, 2011).

Teniendo en cuenta el análisis temporal, en febrero se observa una mayor abundancia de lapas en la zona control, sin embargo, en abril no hay diferencias significativas entre la zona control y el AMP. Esta diferencia entre ambos meses podría deberse al aumento de la temperatura del agua, ya que esta desempeña un papel dominante en la tasa de crecimiento y en la formación de líneas de crecimiento (Blackmore, 1969). También podría deberse simplemente al impacto continuado durante el tiempo transcurrido. Estas hipótesis se podrían confirmar con la realización de un estudio capaz de detectar las diferencias producidas por la variabilidad temporal, utilizando, para ello, una escala temporal mayor en la que se evalúen estos cambios intra e interanuales.

En cuanto a la talla de las lapas muestreadas, de manera general, los adultos con alto potencial reproductivo ( $> 40$  mm) fueron escasos para ambas especies. Estos resultados pueden ser indicativos de una cosecha intensa, lo que explicaría el pequeño tamaño de las lapas. Otros factores menores que podrían afectar a la distribución de la talla podrían ser la falta de sustratos adecuados para la colonización y el asentamiento de estas especies, como son las interfaces roca-arena (Strahler, 1970). La proliferación de especies oportunistas de rápido crecimiento podría ser otro factor a considerar, ya que compiten por el espacio y por los alimentos (Riera *et al.*, 2016). Esta fuerte disminución de la talla de las lapas muestra la baja viabilidad de las poblaciones de estas especies en ambos lugares, pero sobre todo, en el AMP, ya que es un lugar que brinda protección a las especies marinas. Esta falta de individuos grandes tiene consecuencias en el potencial reproductivo e incluso en los efectos ecológicos, como puede ser un cambio en la estructura de la comunidad (Fernberg y Roy, 2008). Respecto a las implicaciones ecológicas, las lapas desempeñan un papel importante en el establecimiento de los límites superiores de las algas de la zona costera baja en sustratos rocosos intermareales y, en consecuencia, determinan la composición de las algas (Boaventura *et al.*, 2000).

A pesar de que las comunidades costeras rocosas sean uno de los lugares mejor comprendidos del mundo, los resultados de muchos estudios de campo basados en la comunidad dependen en medida del contexto, por lo que es difícil hacer generalizaciones sobre estos ambientes (Lawton, 1999).

A partir de los análisis realizados se ha podido comprobar que tanto para la abundancia como para la talla no hay variabilidad espacial a nivel de decenas de metros, a excepción del tamaño de *Patella* spp. Para lograr identificar una posible variabilidad espacial se deberían de tomar las muestras a una mayor escala. En este estudio, no fue posible una mayor escala debido al hecho de que había que tomar tres muestras en cada nivel del factor *sitio*, teniendo en cuenta que cada nivel de este factor debía estar dentro de las zonas con diferente grado de frecuentación y, estas zonas no eran lo suficientemente grandes para separar más las muestras y que no coincidieran a nivel temporal, es decir, que no se tomaran las mismas muestras en febrero que en abril.

Una posible manera de obtener resultados diferentes en este estudio sería recolectar las muestras de distinta forma, por ejemplo, mediante transectos. Este método se caracteriza por el hecho de que todos los animales del transecto son observados y porque se analiza un área más grande y por tanto, hay un mayor recubrimiento del área de muestreo (Burnham *et al.*, 1980).

## 5. CONCLUSIÓN

Teniendo en cuenta los resultados obtenidos en el presente estudio, se puede afirmar que la Reserva Marina de Tabarca ejerce un efecto positivo sobre las especies de lapas estudiadas. Los datos recopilados y analizados muestran que las lapas objetivo de este estudio presentan valores superiores de abundancia en la zona control, debido al hecho de que el asentamiento en el AMP es más pobre y por tanto, los individuos necesitan tasas de supervivencia y de crecimiento más elevadas, lo que implica a su vez una mayor talla. Además del hecho de que los individuos más pequeños son los más afectados por la depredación. En este estudio, ambas especies presentan valores superiores de la talla en el AMP. Este hecho implica que la Reserva Marina de Tabarca cumple con uno de sus principales cometidos como AMP, el incremento de las tallas de los organismos. Los resultados de la distribución de tallas, tanto en el AMP como en la zona control, muestran que las tallas entre 10 y 15 mm son las más frecuentes. Sin embargo, las tallas mayores a 40 mm fueron muy escasas para las especies objetivo, lo que podría tener consecuencias en el potencial reproductivo e incluso en los efectos ecológicos.

## 6. CONCLUSION

Taking into account the obtained results in the present study, we can affirm that the Tabarca Marine Reserve has a positive effect on the studied species of limpets. The taken and analyzed data show that the abundance of this organisms in the control area are significantly larger due to the fact that the MPA settlement is poorer and therefore the organisms need better conditions to live and grow, which leads to larger specimens. Furthermore, the smaller samples are the ones more hunted by predators. In this study, both species present larger values in size in the MPA. This fact means that the Tabarca Marine Reserve accomplishes its main objective as MPA, the increment in size of the specimens. The results on the size of these organisms show that sizes between 10 to 15 mm are the most common, while limpets larger than 40 mm are very rare, which could have consequences in the reproductive potential and even in ecologic matters.



## 7. BIBLIOGRAFÍA

Airoidi, L. y Beck, M.W. (2007). Loss, status and trends for coastal marine habitats of Europe. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 45: 345-405. doi: 10.1201/9781420050943.ch7.

Andrew, N.L. y Mapstone, B.D. (1987). Sampling and the description of spatial pattern in marine ecology. *Annual review of Oceanography and Marine Biology* 25: 39-90.

Aranda, A., Guillén, J.E., Martínez Pérez, L., Ramos, A.A. y Sánchez Jérez, P. (1992). *Estudio científico-técnico para la protección de los fondos de la Bahía de Altea. Proyecto de arrecifes artificiales*. Informe Técnico, Instituto de Ecología Litoral. 228 pp.

Ariza, F. A., Belmonte, M. G., y Gómez, P. S. (1985). Catálogo de la flora cormofítica de los sistemas de dunas litorales comprendidos entre Santa Pola y Calblanque (SE de España). *Anales de biología* 6: 79-87.

Auernheimer, C. (1983). *El geoambiente del municipio de Alicante*. Universidad de Alicante, Departamento de Geología.

Barceló, J. C., y Saumell, E. S. (1978). Datos paleontológicos y sedimentológicos del litoral pleistoceno de Santa Pola. *Cuadernos de geografía* 23: 19-62.

Bayle, J.T. (1999). *Ictiofauna de la Reserva Marina de Tabarca (Alicante, Sudeste Ibérico): evaluación de las medidas de protección*. Tesis Doctoral Universidad de Alicante, 349 pp.

Bianchi, C.N. y Morri, C. (2000). Marine biodiversity of the Mediterranean Sea: situation, problems and prospects for future research. *Marine Pollution Bulletin* 40: 367-376.

Blackmore, D.T. (1969). Studies of *Patella vulgata* L.I. Growth, reproduction, and zonal distribution. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 3, 200-213.

Boaventura, D., Alexander, M., Della Santina, P., Smith, N. D., Ré, P., da Fonseca, L. C., y Hawkins, S. J. (2002). The effects of grazing on the distribution and composition of low-shore algal communities on the central coast of Portugal and on the southern coast of Britain. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 267(2): 185-206.

Boersma, P.D. y Parrish, J.K. (1999). Limiting abuse: marine protected areas, a limited solution. *Ecological Economics* 31: 287-304.

Bosman, A.L., Hockey, P.A.R. y Siegfried, W.R. (1987). The influence of coastal upwelling on the functional structure of rocky intertidal communities. *Oecologia* 72: 226-232.

Bowman, R.S. y Lewis, J.R. (1986). Geographical variation in the breeding cycles and recruitment of *Patella* spp. *Hydrobiologia* 142: 41-56.

Branch, G. (1975). Mechanisms reducing intraspecific competition in *Patella* spp.: migration, differentiation and territorial behaviour. *The Journal of Animal Ecology* 44 (2): 575-600.

Branch, G.M. (1981). The biology of limpets: physical factors, energy flow, and ecological interactions. *Oceanography and Marine Biology. An Annual Review* 19: 235-380.

Branch, G.M. (1985). Limpets: their role in littoral and sublittoral community dynamics. *Ecology of the rocky coasts*, 97-116.

Branch, G.M. y Marsh, A.C. (1978). Tenacity and shell shape in six *Patella* species: adaptive features. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 34 (2): 111-130. doi:10.1016/0022-0981(78)90035-7.

Brander, K., Botsford, L. W., Ciannelli, L., Fogarty, M. J., Heath, M. R., Planque, B., Shannon, L. J. y Wieland, K. (2010). Human impacts on marine ecosystems. *In Marine Ecosystems and Global Change*, 41-71.

Brazão, S.A., Silva, A.C. y Boaventura, D.M. (2009). Predation: a regulating force of intertidal assemblages on the central Portuguese coast? *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 89(08): 1541-1548. doi: 10.1017/S0025315409000757.

Burnham, K. P., Anderson, D. R., y J. L. Laake. (1980). Estimation of density from line transect sampling of biological populations. *Wildlife Monographs* 72: 202.

Bustamante, R. y Branch, G. (1996). Large scale patterns and trophic structure of southern African rocky shores: the roles of geographic variation and wave exposure. *Journal of Biogeography* 23(3): 339-351. doi: 10.1046/j.1365-2699.1996.00026.x.

Claudet, J., Osenberg, C.W., Benedetti-Cecchi, L., Domenici, P., García –Charton, J.A., Pérez-Ruzafa, A., Badalamenti, F., Bayle-Sempere, J., Brito, A., Bulleri, F., Culioli, J.M., Dimech, M., Falcon, J.M., Guala, I., Milazzo, M., Sánchez-Meca, J., Somerfield, P.J., Stobart, B., Vandeperre, F., Valle, C. y Planes, S. (2008). Marine reserves: size and age do matter. *Ecology Letters* 11: 481-9.

Cochran, W.G. (1951). Testing a linear relation among variances. *Biometrics* 7: 17-32.

Cretella, M., Scillitani, G., Toscano, F., Tirella, P., Picariello, O. (1990). Comparative morphology of soft parts of *Patella* L. 1758 from the bay of Naples (Gastropoda: Patellidae). *Boll. Malacol* 205-210.

Davies, P.S. (1969). Effect of environment on metabolic activity and morphology of Mediterranean and British species of *Patella*. *Pubbl. Stn. Zool. Napoli* 37: 641– 656.

Denny, M.W. (2000). Limits to optimization: fluid dynamics, adhesive strength and the evolution of shape in limpet shells. *Journal of Experimental Biology* 203: 2603-2622.

Dodd, J. M. (1957). Artificial fertilisation, larval development and metamorphosis in *Patella vulgate* L. and *Patella caerulea* L. *Marine Ecology- Pubblicazioni Della Stazione Zoologica Di Napoli* 29: 172–186.

Durant, J.M., Hjermann, D.O., Ottesen, G. y Stenseth, N.C. (2007). Climate and the match or mismatch between predator requirements and resource availability. *Climate Research* 33: 271-283.

Ebenman, B. y Jonsson, T. (2005). Using community viability analysis to identify fragile systems and keystone species. *Trends in Ecology & Evolution* 20(10): 568-575.

Edgar, G.J., Stuart- Smith, R.D., Willis, T.J., Kininmonth, S., Baker, S.C. *et al.* (2014). Global conservation outcomes depend on marine protected areas with five key features. *Nature* 506: 216-220. doi: 10.1038/nature13022.

Espinosa, F., Rivera- Ingraham, G.A., Fa, D. y García-Gómez, J.C. (2009). Effect of human pressure on population size structures of the endangered ferruginean limpet: toward future management measures. *Journal of Coastal Research* 25(4): 857-863.

Espinosa, F., Rivera-Ingraham, G.A., Maestre, M., González, A.R., Bazairi, H. y García-Gómez, J.C. (2014). Updated global distribution of the threatened marine limpet *Patella ferruginea* (Gastropoda: Patellidae): an example of biodiversity loss in the Mediterranean. *Oryx* 48 (02): 266-275. doi: 10.1017/S0030605312000580.

Esplá, A. A. R. (1995). Reserva marina de Tabarca: Evaluación ecológica y socioeconómica de los efectos de una propuesta pionera. *La gestión de los espacios marinos en el Mediterráneo Occidental: actas de la VII Aula de Ecología: Almería*, 9-2: 181-186.

Estevez, A., Pina, J.A., Cáliz, F. y Hervás, J.L. (1985). Isla Plana o Nueva Tabarca: significación geológica y evolución tectónica reciente en el contexto del sector oriental de las Cordilleras Béticas. *La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante), Universidad de Alicante*, 25-35.

Estévez, A., Renard, P. y Yébenes, A. (2004). Cabo de Santa Pola e Isla de Tabarca. *Geología de Alicante, Universidad de Alicante*, 161-177.

Fenberg, P.B. y Roy, K. (2008). Ecological and evolutionary consequences of size-selective harvesting: how much do we know? *Molecular Ecology*. 17 (1): 209-220.

Fenberg, P.B. y Roy, K. (2012). Anthropogenic harvesting pressure and changes in life history: insights from a rocky intertidal limpet. *American Naturalist* 180 (2): 200-210.

Fernández, N., Alborés, I. y Aceña-Matarranz, S. (2015). Characterization of the reproductive cycle and physiological condition of *Patella vulgata* in the NW of the Iberian Peninsula: Relevant information for a sustainable exploitation. *Fisheries Research* 164: 293-301.

Fernández, N., Alborés, I. y Aceña-Matarranz, S. (2016). Spatial variability of the reproductive cycle and physiological condition of *Patella* spp. (Mollusca Gastropoda) in the NW of the Iberian Peninsula: implications for exploitation. *Fisheries Research* 179: 76–85.

Ferrandis, E. y Bartolomé, F. (1985). Dulces Barbaros del Este y del Oeste (Análisis estadístico de los vientos en la bahía de Alicante. *La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). Universidad de Alicante* 51-94.

Ferraz, R.R., Menezes, G.M. y Santos, R.S. (2001). Limpet (*Patella* spp.) (Mollusca: Gastropoda) exploitation in the Azores, during the period 1993-1998. *Life and Marine Sciences* 2: 59-65.

Fraterrigo, J.M. y Rusak, J.A. (2008) Cambios motivados por perturbaciones en la variabilidad de patrones y procesos ecológicos. *Ecology* 11: 756-770

Garcia-Charton, J. A., Herrero, A., Esparza, O., Perez-Ruzafa, A. y Marcos, C. (2006). Estudios de seguimiento de la Reserva Marina de Cabo de Palos - Islas Hormigas. *Consejería de Agricultura y Agua – Comunidad Autonoma de la Region de Murcia y la Universidad de Murcia*, 116.

Garcia-Charton, J. A., Perez-Ruzafa, A., Sanchez-Jerez, P., Bayle, J. T., Renones, O. y Moreno, D. (2004). Multi-scale spatial heterogeneity, habitat structure, and the effect of marine reserves on Western Mediterranean rocky reef fish assemblages. *Marine Biology* 144: 161 - 182.

Gras, D. (1991). *El zooplancton del litoral valenciano: su estudio en un medio confinado (Puerto de Valencia) y en mar abierto (Isla de Tabarca)*. Tesis Doctoral Universidad de Valencia, 571 pp.

Guallart, J. y Templado, J. (2012). *Patella ferruginea*. Bases ecológicas preliminares para la conservación de las especies de interés comunitario en España: Invertebrados. *Ministerio de Agricultura, Alimentación y Medio Ambiente*, 86 pp.

Guallart, J., Calvo, M., y Cabezas, P. (2010). Hermafroditismo en la lapa ferruginosa (*Patella ferruginea*)(Mollusca, Patellidae), especie catalogada “en peligro de extinción”. *Book of Abstracts XVI Simposio Ibérico de Estudios de Biología Marina*, 150 pp.

Hazra, A. y Gogtay, N. (2016). Biostatistics series module 3: comparing groups: numerical variables. *Indian Journal of Dermatology* 61(3): 251.

Helmuth, B., Yamane, L., Lalwani, S., Matzelle, A., Tockstein, A. y Gaon. (2011). Hidden signals of climate change in intertidal ecosystems: What (not) to expect when you are expecting. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 400: 191-199.

Hockey, P.A.R. y Branch, G.M. (1994). Conserving marine biodiversity on the African coast: implication of a terrestrial perspective. *Aquatic conservation: marine and freshwater* 4: 345-362.

Jenkins, S.R. y Hartnoll, R.G. (2001). Food supply, grazing activity and growth rate in the limpet *Patella vulgata* L.: a comparison between exposed and sheltered shores. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 258(1): 123-139.

Jenkins, S.R., Coleman, R.A., Burrows, M.T., Hartnoll, R.G. y Hawkins, S.J. (2005). Regional scale differences in determinism of limpet grazing effects. *Marine Ecology-Progress Series* 287: 77-86.

Keough, M.J. y Quinn, G.P. (2000). Legislative vs. practical protection of an intertidal shoreline in southeastern Australia. *Ecological Applications* 10(3): 871-881.

Keselman, H., Rogan, J.C., 1977. The Tukey multiple comparison test: 1953-1976. *Psychol. Bull.* 84 (5): 1050.

Lawton, J. (1999) Are there general laws in ecology? *Oikos* 84: 177-192

Le Neuthiec R. y Deleamarre J.L. (2003). Patelles de chez nous. *Xenophora* 103, 28-34.

Lewis, J.R. y Bowman, R. (1975). Local habitat-induced variations in the population dynamics of *Patella vulgata* L. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 17: 165-203.

Lima, F. P., Queiroz, N., Ribeiro, P. A., Hawkins, S. J., y Santos, A. M. (2006). Recent changes in the distribution of a marine gastropod, *Patella rustica* Linnaeus, 1758, and their relationship to unusual climatic events. *Journal of biogeography* 33(5): 812-822.

Lloret, J., Palomera, I., Salat, J. y Sole, I. (2004). Impact of freshwater input and wind on landings of anchovy (*Engraulis encrasicolus*) and sardine (*Sardina pilchardus*) in shelf waters surrounding the Ebre (Ebro) River delta (north-western Mediterranean). *Fisheries Oceanography* 13: 102-110.

Marra, S., Coppa, S., Camedda, A., Massaro, G. y Lucia, G. (2017). The exploitation of limpets in a Mediterranean Marine Protected Areas: assessing the effectiveness of protection in the intertidal zone. *Mediterranean Marine Science* 18(3): 406-423.

Mauro, A., Arculeo, M., Y Parrinello, N. (2003). Morphological and molecular tools in identifying the Mediterranean limpets *Patella caerulea*, *Patella aspera* and *Patella rustica*. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 295(2): 131-143.

McGowan, J., Bode, M., Holden, M. H., Davis, K., Krueck, N. C., Beger, M., Yates, K. L. y Possingham, H. P. (2018). Ocean zoning within a sparing versus sharing framework. *Theoretical Ecology* 11: 245-254.

Menge, B.A. (2000). Top-down and bottom-up community regulation in marine rocky intertidal habitats. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 250: 257-289.

Menge, B.A. y Freidenburg, T.L. (2011). Keystone species. *Encyclopedia of Biodiversity* 613-631.

Micheli, F., Halpern, B.S., Botsford, L.W. y Warner, R.R. (2004). Trajectories and correlates of community change in no-take marine reserve. *Ecological Applications* 14: 1709-1723.

Moreno, C.A. (2001). Community patterns generated by human harvesting on Chilean shores: a review. *Aquatic Conservation - Marine And Freshwater Ecosystem* 11: 19-30.

Nakhlé K.F. (2003). *Le mercure, le cadmium et le plomb dans les eaux littorales libanaises: apport et suivi au moyen de bioindicateurs quantitatifs (éponges, bivalves et gastéropodes)*. Tesis doctoral de la Universidad de Denis Diderot, 246 pp.

Navarro, P.G., Ramírez, R., Tuya, F., Fernandez-gil, C., Sanchez-jerez, P. y Haroun, R. J. 2005. Hierarchical analysis of spatial distribution patterns of patellid limpets in the Canary Islands. *Journal of Molluscan Studies* 71: 67-73.

Nichols, J. D. y Conroy, M. J. (1996). Techniques for estimating abundance and species richness. *Measuring and monitoring biological diversity: standard methods of mammals* 177-234.

Power, M.E., Tilman, D., Estes, J.A., Menge, B.A., Bond, W.J. y Paine, R.T. (1996). Challenges in the quest for keystones. *BioScience* 46: 609-620.

Prusina, I., Peharda, M., Ezgeta-Balic, D., Puljas, S., Glamuzina, B. y Golubic, S. (2015). Lifehistory trait of the Mediterranean keystone species *Patella rustica*: growth and microbial bioerosion. *Mediterranean Marine Science* 16 (2), 393–401.

Ramos, A. A. (1985). La Reserva Marina de la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *Universidad de Alicante* 196.

Ramos, A.A., Bayle, J.T. y Sánchez-Lizaso, J.L. (1991). La Reserva marina de Tabarca: balance de cinco años de protección. *Estudios sobre la Reserva marina de la Isla de Tabarca* 167-180.

Revenge, S. y Laborda, C. (2016). La Red de Reservas Marinas y la Red Iberoamericana de Reservas Marinas. En: MAPAMA. Red de Reservas Marinas. Más de 30 años protegiendo nuestros mares. 39 pp.

Riera, R., Pérez, Ó., Álvarez, O., Simón, D., Díaz, D., Monterroso, O. y Núñez, J. (2016). Clear regression of harvested intertidal mollusks. *Environmental Research* 113: 56-61.

Roughgarden, J., Iwasa, Y. y Baxter, C. (1985). Demographics of an open marine population with space-limited recruitment. *Ecology* 66(1): 54-67.

Rull, L., Cañizares, S., y Sánchez-Lizaso, J. L. (1996). Efecto de las praderas de *Cymodocea nodosa* (Curia) Ascherson sobre el hidrodinamismo: resultados preliminares. *Real Sociedad Española de Historia Natural, Tomo extraordinario*, 125: 444-447.

Sagarin, R.D., Ambrose, R.F., Becker, B.J., Engle, J.M., Kido, J., Lee, S. F. y Roe, C. (2007). Ecological impacts on the limpet *Lottia gigantea* populations: human pressure over a broad scale on island and mainland intertidal zones. *Marine Biology* 150: 399-413.

Sella, G., Robotti, C.A. y Biglione, V. (1993). Genetic divergence among three sympatric species of Mediterranean *Patella* (Archaeogastropoda). *Marine Biology* 115: 401-405.

Silva, A., Boaventura, D., Flores, A., Re, P. y Hawkins, S.J. (2004). Rare predation by the intertidal crab *Pachygrapsus marmoratus* on the limpet *Patella depressa*. *Journal of the Marine Biological Association of the UK* 84(2): 367-370.

Silva, A.C.F. (2008). Predation by crabs on rocky shores in North-East Atlantic. *University of Plymouth*, 220.

Snedecor, G. W. y Cochran, W. G. (1989). Statistical Methods, eight edition. *Iowa state University press, Ames, Iowa*.

Strahler, A.N. (1970). Introduction to Physical Geography. *New York* 486.

Tent-Manclus, J. E., Carratalá, B., Francisco, J., Soria Mingorance, J. M., y Soler Llorens, J. L. (2016). Las terrazas marinas al sur de la isla de Tabarca (Alicante, SE España).

Thompson, G.B. (1979). Distribution and population dynamics of the limpet *Patella aspera* (Lamarck) in Bantry Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 40: 115-135.

Thompson, R.C., Crowe, T.P. y Hawkins, S.J. (2002). Rocky intertidal communities: past environmental changes, present status and predictions for the next 25 years. *Environmental Conservation* 29(2): 168-191.

Thomson, G.B. (1980). Distribution and population dynamics of the limpet *Patella vulgata* L in Bantry Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 45: 173-217.

Tlig-Zouari, S., Rabaoui, L., Fguiri, H., Diawara, M. y Ben Hassine, O.K. (2010). Spatial diversity of rocky midlittoral macro-invertebrates associated with the endangered species *Patella ferruginea* (Mollusca: Gastropoda) of Tunisian coastline. *Estuarine, Coastal and Shelf* 87(2): 275-283. doi: 10.1016/j.ecss.2009.12.007.

Underwood, A.J. (1981). Techniques of analysis of variance in experimental marine biology and ecology. *Oceanography and Marine Biology Annual Review* 19: 513-605.

Underwood, A.J. (1991). Beyond BACI: Experimental designs for detecting human environmental impacts on temporal variations in natural populations. *Australian Journal of Marine Freshwater Research* 42: 569-587.

Underwood, A.J. (1992). Beyond BACI: the detection of environmental impacts on populations in the real, but variable, world. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology* 161: 145-178.

Underwood, A.J. (1993). The mechanics of spatially replicated sampling programmes to detect environmental impacts in a variable world. *Australian Journal of Ecology* 18: 99-116.

Underwood, A.J. (1994). On beyond BACI: sampling designs that might reliably detect environmental disturbances. *Ecological Application* 4(1): 3-15.

Visser, M.E. y Both, C. (2005). Shifts in phenology due to global climate change: the need for a yardstick. *Biological Sciences* 272: 2561-2569.

Weber, L.I. y Hawkins, S.J. (2002). Evolution of the limpet *Patella candei* d'Orbigny (Mollusca, Patellidae) in Atlantic archipelagos: human intervention and natural processes. *Biological Journal of the Linnean Society* 77: 341-353.



Worm, B., Barbier, E. B., Beaumont, N., Duffy, J. E., Folke, C., Halpern, B. S., Jackson, J. B., Lotze, H. K., Micheli, F., Palumbi, S. R., Sala E., Selkoe, K. A., Stachowicz, J. J. y Watson, R. (2006). Impacts of biodiversity loss on ocean ecosystem services. *Science* 314(5800): 787-90.

Zar, J.H. (1984). *Biostatistical analysis*. Prentice-Hall, Inc. New Jersey, USA. 718 pp.

Zoffmann, C., Ramos, A.A. y Rodriguez-Varela, F. (1985). Datos preliminares oceanográficos y de contaminación en la Isla Plana o Nueva Tabarca (Alicante). *Universidad de Alicante* 95-110.

8. ANEXOS

8.1. Cronograma

FASE	ACTIVIDADES	ENERO	FEBRERO	MARZO	ABRIL	MAYO	JUNIO	JULIO
Documentación	Concretar tema de estudio							
	Búsqueda bibliográfica							
	Elaboración del diseño experimental							
Trabajo experimental	Muestras							
Análisis de datos	Ordenación y tratamientos de datos							
	Análisis estadístico							
	Elaboración de gráficas							
Redacción del trabajo	Resumen							
	Introducción							
	Material y métodos							
	Resultados							
	Discusión							
	Conclusión							
	Correcciones							